

## **Modelagem espaço-temporal de erosão e aporte de sedimentos na bacia hidrográfica do Ribeirão São Domingos com o modelo WaTEM/SEDEM**

Demarchi, J.C. (FCTE/UNESP - CÂMPUS DE OURINHOS) ; Piroli, E.L. (FCTE/UNESP - CÂMPUS DE OURINHOS) ; Perusi, M.C. (FCTE/UNESP - CÂMPUS DE OURINHOS)

### **RESUMO**

Este estudo objetivou realizar a modelagem de erosão, deposição e aporte de sedimentos na bacia hidrográfica do Ribeirão São Domingos com o modelo WaTEM/SEDEM nos anos 1962, 1984, 2004 e 2018, em eventos individuais de chuvas intensas. Os procedimentos metodológicos consistiram de mapeamento dos fatores da Equação Universal de Perda de Solo Revisada (RUSLE), integrante do modelo, coleta e tratamento de dados pluviométricos, fluviométricos e de concentração de sedimentos em suspensão, calibração do modelo e validação nas datas analisadas. As maiores taxas de erosão foram observadas, respectivamente, nos anos 1962, 2018, 1984 e 2004, diretamente relacionadas ao uso da terra e ao manejo do solo. A taxa de aporte de sedimentos foi maior no ano 1984, seguida dos anos 2004, 1962 e 2018. Os resultados evidenciam a necessidade da análise integrada dos fatores da RUSLE e da estrutura da paisagem, representada por parâmetros que controlam o roteamento dos sedimentos no sistema geomorfológico.

### **PALAVRAS CHAVES**

*conservação do solo; modelos de erosão; estrutura da paisagem; práticas conservacionistas; balanço de erosão*

### **ABSTRACT**

This paper aimed to model erosion, sediment deposition and sediment yield at the outlet of the São Domingos stream watershed using the WaTEM/SEDEM model over the years 1962, 1984, 2004 and 2018, resulting of heavy rainfall events. The methodological procedures consisted of mapping the factors of the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE), the erosion component of the model; collection and treatment of rainfall, fluviometric and suspended sediment concentration data; model calibration and validation in the analyzed years. The highest erosion rates were observed, respectively, in 1962, 2018, 1984 and 2004, directly related to land use and agricultural soil management. The sediment yield rate was higher in 1984, followed by 2004, 1962 and 2018. The results show the need for an integrated analysis of RUSLE factors and landscape structure, represented by parameters that control the sediment routing in the geomorphological system.

### **INTRODUÇÃO**

Os processos erosivos acelerados possuem consequências deletérias para os ecossistemas terrestres e aquáticos, que se estendem à sociedade de maneira geral. Solos degradados pressupõem o transporte, predominantemente pela ação da água pluvial, de volumes expressivos de sedimentos que, depositados em corpos hídricos, comprometem o potencial dos serviços ecossistêmicos hidrológicos. Portanto, esses assuntos permanecem no topo das discussões teóricas e metodológicas acerca dos problemas ambientais tropicais. O objetivo deste estudo é realizar a modelagem de erosão, deposição e aporte de sedimentos na bacia do Ribeirão São Domingos nos últimos sessenta anos com o modelo WaTEM/SEDEM e em eventos individuais de chuvas intensas. O modelo WaTEM/SEDEM (Water and Tillage Erosion Model / Sediment Delivery Model) foi desenvolvido na Universidade Católica de Leuven (KU Leuven), Bélgica para prever as taxas anuais de perda de solo por erosão, de deposição e de aporte de sedimentos no exutório das bacias hidrográficas a partir dos parâmetros de entrada (VAN OOST; GOVERS; DESMET, 2000; VAN ROMPAEY et al., 2001; VERSTRAETEN et al., 2002). A estrutura do modelo é dividida em três componentes: 1) avaliação da taxa de erosão média anual por meio de uma versão adaptada da Equação Universal de Perda de Solo Revisada (RUSLE) (RENARD et al., 1997); 2) avaliação da capacidade média anual de transporte

de sedimentos do pixel, que denota a máxima massa de sedimentos que pode sair do pixel por unidade de comprimento; 3) algoritmo de roteamento de sedimentos, que os redistribui na bacia hidrográfica levando em consideração sua estrutura e o padrão espacial da capacidade de transporte (VAN ROMPAEY et al., 2001). Quando o total de sedimentos recebido e produzido por um pixel é inferior à capacidade de transporte, todo o sedimento é transferido para jusante. A carga de sedimentos que excede a capacidade de transporte é depositada no pixel. Algumas aplicações recentes do modelo ao redor do mundo e no Brasil são: Shi et al. (2012), Haregeweyn et al. (2013), Liu e Fu (2016), Haiyan e Liying (2017), Konečná et al. (2020), Zhidkin et al. (2023) e Didoné, Minella e Evrard (2017), esta última na bacia do Rio Conceição, Rio Grande do Sul. A bacia hidrográfica do Ribeirão São Domingos, município de Santa Cruz do Rio Pardo - SP, é delimitada pelas coordenadas geográficas 22°48'35"S a 22°54'34"S e 49°32'47"W a 49°40'57"W. A área de 78,77 km<sup>2</sup> encontra-se na Bacia Sedimentar do Paraná, com basalto da Formação Serra Geral e arenitos das Formações Adamantina e Marília (IPT, 1981). O relevo integra o Planalto Ocidental Paulista e a unidade geomorfológica Planalto Centro-Ocidental (ROSS; MOROZ, 1997), com altitudes que variam entre 454 e 658 m e declividade média de 6,85 %, sobre o qual se desenvolvem Latossolos de textura arenosa a muito argilosa; Nitossolos; Argissolos de textura arenosa/média a argilosa/muito argilosa e Gleissolos (DEMARCHI, 2019; SANTOS et al., 2018). O clima é do tipo Am, tropical chuvoso com inverno seco e precipitação média anual de 1.475,3 mm (MIRANDA et al., 2005; DEMARCHI, 2019). Assim como boa parte do território brasileiro, a área de estudo passou pelo pouco democrático processo de "modernização da agricultura" empreendido a partir da década de 1950, que provocou profundas mudanças de base técnica, ambiental, econômica e social. A cobertura vegetal original, mata atlântica, foi substituída pelas lavouras de café e, posteriormente, pelas pastagens e commodities agrícolas como cana-de-açúcar, soja e milho, além do crescimento urbano no baixo curso do rio principal. Essas rápidas transformações no uso e cobertura da terra resultaram em profundas alterações na paisagem, sobretudo nas condições hidrogeomorfológicas da bacia. Desta forma, espera-se com esse estudo compreender a influência das mudanças no uso da terra, do manejo, das práticas de conservação do solo e da fragmentação da paisagem sobre a dinâmica dos processos erosivos na área de estudo.

## **MATERIAL E MÉTODOS**

O modelo WaTEM/SEDEM foi adaptado para estimar a dinâmica erosiva na escala de evento individual de chuva intensa. A erosividade da chuva (fator R) foi obtida pelo índice EI30, produto da energia cinética da chuva pela intensidade máxima em um período contínuo de 30 minutos (WISCHMEIER, 1959), com dados de chuvas no intervalo de 5 minutos obtidos por um pluviógrafo Davis. A erodibilidade do solo (fator K) foi obtida pela equação de Denardin (1990), utilizando os dados de textura, matéria orgânica e permeabilidade (DEMARCHI, 2019). O fator topográfico (LS) foi calculado a partir do modelo digital de elevação ASTER GDEM-2 com resolução espacial reamostrada para 20 metros. Utilizou-se o algoritmo de Govers (1991) para obter o expoente m do fator comprimento de rampa (L) da equação de Desmet e Govers (1996). Os mapas de uso da terra foram elaborados no SIG ArcGIS 10.3.1 (ESRI, 2014) por vetorização dos polígonos a partir da análise visual de mosaicos de fotografias aéreas de 1962 (escala 1:25.000), 1984 (1:35.000) e 2004 (1:30.000) e de imagens Worldview-2 e Geosy-1 (2018), disponíveis no aplicativo Google Earth Pro. Às classes identificadas nos mapas, foram atribuídos valores de uso e manejo do solo (fator C) de acordo com Donzelli et al. (1992), Cavalieri (1998), Lopes et al. (2007), Silva et al. (2010), Galdino (2012) e outros. Foram mapeadas as práticas conservacionistas do solo e, a partir da combinação entre elas, o uso da terra e a declividade, determinados e mapeados os valores de eficiência de retenção de sedimentos (ERS) das parcelas. Os valores utilizados de conectividade das parcelas (CP) foram: 10 % na transição para áreas agrícolas e 20 % na transição para pastagens e florestas. Elaborou-se o mapa de parcelas, que contém a estrutura da paisagem. Para calcular a vazão do Ribeirão São Domingos, utilizou-se um par de sensores de nível da água marca Onset, instalados nas proximidades do talvegue e fora do rio. As medições ocorreram no intervalo de 5 minutos. Realizaram-se 14 medições de vazão pelo método do flutuador (PALHARES et al., 2007), com duas seções transversais distantes 6 metros entre si, áreas das seções determinadas por levantamento topográfico e por medições de nível da água in loco. Os procedimentos completos estão descritos em Demarchi (2019). A amostragem para obtenção da concentração de sedimentos em suspensão

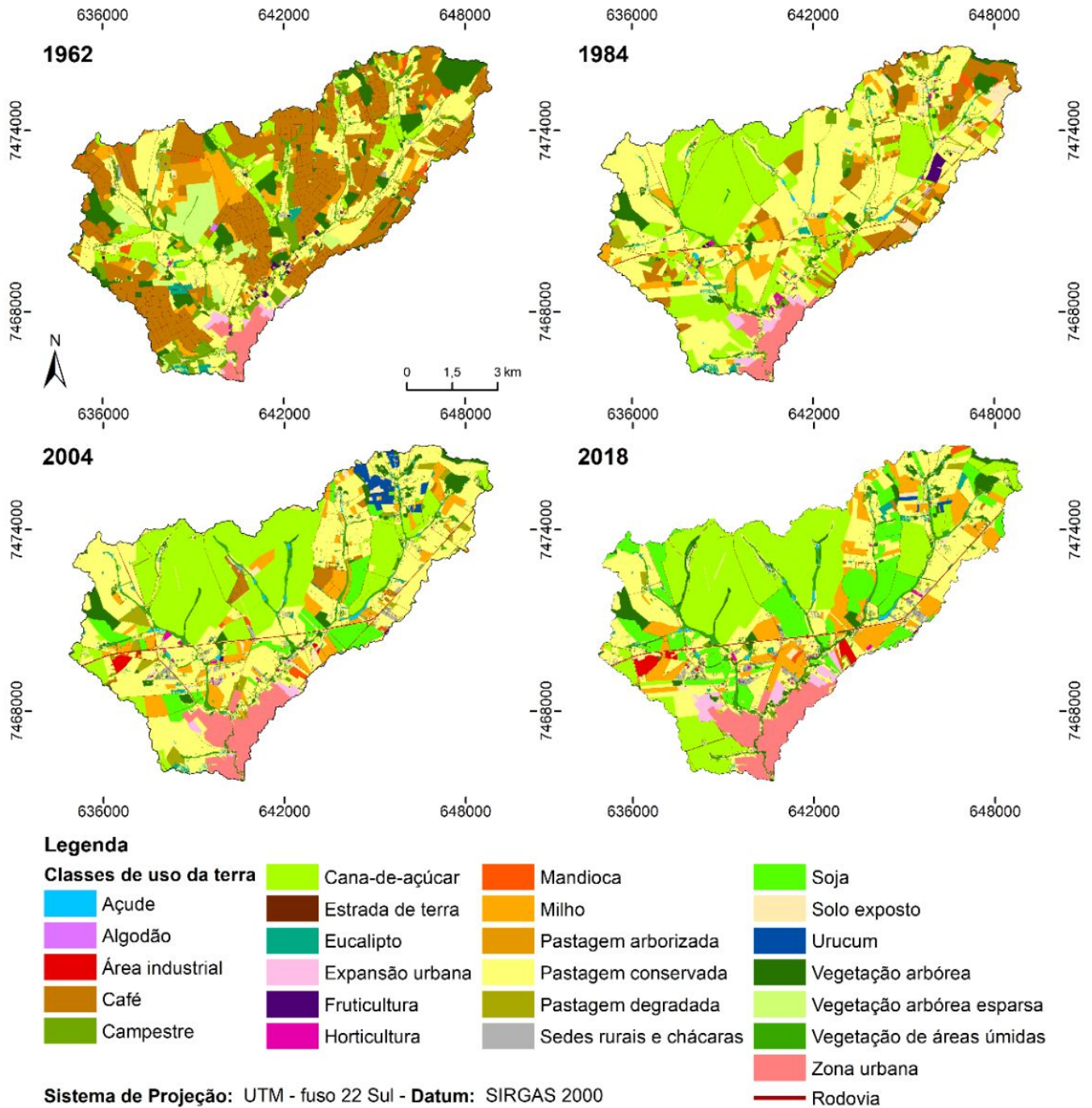
(CSS) foi realizada em intervalos de 7 dias (condição normal do rio) e durante os episódios de chuvas intensas por um amostrador do tipo DH-48. Utilizaram-se a técnica de amostragem de integração em profundidade e o método de igual incremento de largura (IIL). A CSS foi determinada em laboratório pelo método da filtração (CARVALHO et al., 2000). Os valores de CSS foram associados aos valores dos hidrogramas e permitiram estimar o aporte total de sedimentos na saída da bacia em cada evento de chuva. A calibração do modelo WaTEM/SEDEM foi realizada com dados de cinco eventos de chuvas ocorridos em 2018. Os mapas de uso da terra das datas das chuvas foram obtidos pelo reescalamento de imagens NDVI, geradas a partir de imagens do satélite Sentinel-2 (DURIGON et al., 2014). Na calibração, adotou-se o coeficiente de capacidade de transporte de sedimentos limite entre as capacidades de transporte baixa e alta ( $kTc$  limit) de 0,1, e obtiveram-se os valores dos coeficientes  $kTc$  low e  $kTc$  high em que o aporte de sedimentos calculado e observado mais se aproximaram. Em seguida, os eventos de chuva foram tomados aos pares, de acordo com a similaridade do índice de erosividade, e definiu-se a combinação ótima dos parâmetros  $kTc$  pelos coeficientes de eficiência de Nash-Suttcliffe (NSE) e RSR de cada faixa de erosividade (MORIASI et al., 2007). Os coeficientes  $kTc$ , assim como os índices  $R = 61,68, 119,12$  e  $324,88$  MJ.mm.ha-1.h-1, foram utilizados na simulação dos processos erosivos nas condições de uso da terra de 1962, 1984, 2004 e 2018, com coeficiente  $kTc$  limit de 0,05, definido em função do fator C da RUSLE.

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os usos da terra da área de estudo de 1962, 1984, 2004 e 2018 são apresentados na Figura 1. No ano 1962 predominava o café (33,93 %) seguido das pastagens. Havia 10,19 % de vegetação densa e áreas úmidas, 5,01 % de vegetação esparsa e 5,65 % de área campestre. No ano 1984 a vegetação densa foi reduzida a 6,28 % e as campestres a 1,23 %. A lavoura cafeeira foi em grande parte substituída por pastagens (43,26 %) e cana-de-açúcar (26,03 %), incentivada pelo Programa Nacional do Alcool (Proálcool) (TONIN; TONIN, 2014). Embora as pastagens ainda predominassem no ano de 2004 (38,28 %), ganharam destaque as lavouras de milho e soja, commodities agrícolas que alcançaram preços elevados no mercado internacional no século XXI. Em 2018 passaram a ocupar 22,56 % da área de estudo. Destaca-se ainda o crescimento urbano e a evolução dos sistemas de preparo, cultivo e das práticas de conservação do solo (Figura 2), que evidencia a implantação progressiva das práticas conservacionistas no período 1962-2018. As áreas cultivadas em nível e terraceadas e as pastagens com terraceamento representavam, juntas, 1,28 % da bacia em 1962, e passaram a ocupar 66,37 % em 2018. As áreas apenas cultivadas em nível foram reduzidas de 29,72 % em 1962 para 4,06 % em 2018, ao cederem área para práticas mais eficientes no controle da erosão. As lavouras em plantio morro abaixo foram reduzidas de 11,66 % para 0,18 % entre 1962 e 2018. Como o modelo WaTEM/SEDEM não utiliza o fator P da RUSLE, as práticas conservacionistas foram consideradas na constituição do fator eficiência de retenção de sedimentos das parcelas (ERS), que é a porcentagem de redução da área de contribuição ao escoamento superficial nos pixels a montante (fator L) para determinado pixel (NOTEBAERT et al., 2006). Os mapas da Figura 2 denotam o aumento dos valores de ERS ao longo do período analisado. Os dados utilizados e obtidos na calibração do modelo para os eventos de chuva analisados foram: - 28/02 e 13/03/2018: 18,04 e 14,73 mm, respectivamente, com erosividades de 61,68 e 61,04 MJ.mm.ha-1.h-1. Foram obtidos os  $kTc$  baixo e alto conjuntos de 23 e 77 m, e coeficientes NSE e RSR de 0,999 e 0,011; - 20/02 e 20/09/2018: 24,39 e 30,23 mm, respectivamente, com  $R = 119,12$  e  $107,63$  MJ.mm.ha-1.h-1. Foram obtidos os  $kTc$  baixo e alto conjuntos de 18,5 e 60,5 m, e coeficientes NSE e RSR de 0,965 e 0,187; - 25/03/2018: 57,93 mm e 324,88 MJ.mm.ha-1.h-1. Foram obtidos os  $kTc$  baixo e alto de 24,5 e 80 m. Os valores do coeficiente NSE próximos a 1 e de RSR próximos a 0 atestam, respectivamente, a eficiência da simulação e o baixo erro médio quadrático ou variabilidade residual. Como o evento de 25/03/2018 não teve chuva de erosividade similar necessária à calibração do modelo, usaram-se os coeficientes obtidos no ajuste individual dessa chuva para as simulações no período histórico. A Figura 3 mostra as simulações da dinâmica do processo erosivo de 1962 a 2018 no evento de chuva de maior erosividade. Os dados simulados pelo modelo WaTEM/SEDEM nos anos 1962, 1984, 2004 e 2018, respectivamente, são: Chuva de  $R = 119,12$  MJ.mm.ha-1.h-1: Produção de sedimentos (t): 13,979, 10,415, 9,869 e 10,608; Deposição de sedimentos (t): 10,329, 7,328, 7,011 e 7,891; Exportação de sedimentos (t): 3,650, 3,087, 2,858 e 2,717; Taxa de aporte de sedimentos (%): 26,111, 29,640, 28,959 e 25,613. Chuva de  $R = 324,88$  MJ.mm.ha-1.h-1: Produção de sedimentos (t):

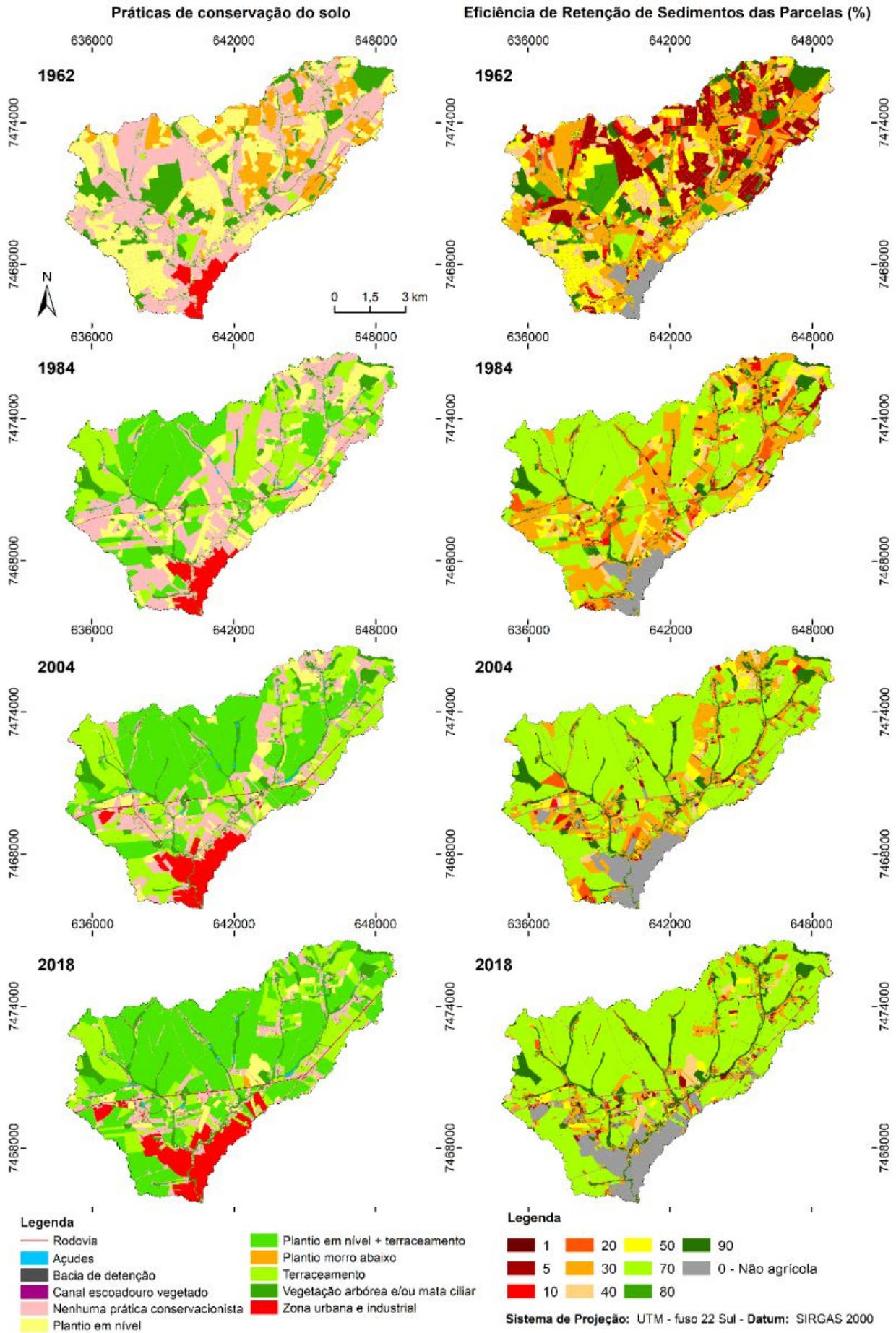
39,165, 29,872, 28,025 e 30,145; Deposição de sedimentos (t): 27,265, 19,801, 18,915 e 21,515; Exportação de sedimentos (t): 11,900, 10,071, 9,110 e 8,630; Taxa de aporte de sedimentos (%): 30,384, 33,714, 32,507 e 28,628. Os dados apontam a redução das taxas de erosão simuladas de 1962 a 2004 e o aumento em 2018, mas a valores próximos aos de 1984 e em média 76,4 % da taxa simulada para 1962 em ambos os eventos chuvosos. A taxa de aporte de sedimentos foi maior no ano 1984 e menor em 2018. Alguns parâmetros da RUSLE, da estrutura da paisagem e da capacidade de transporte de sedimentos dos anos 1962, 1984, 2004 e 2018, respectivamente, são apresentados a seguir: Eficiência de Retenção de Sedimentos (ERS - %): 36,93, 50,77, 55,29 e 57,99; Área média das parcelas > 1 ha (ha): 4,13, 4,70, 7,17 e 8,97; Número de parcelas > 1 ha: 865, 698, 472 e 465; Perímetro dos limites das áreas florestais (km): 365,48, 300,08, 379,40 e 406,08; Perímetro dos limites das pastagens (km): 538,76, 551,64, 585,36 e 544,60; Fator topográfico (LS) médio (adimensional): 6,76, 5,76, 5,36 e 5,10; Fator uso e manejo do solo (C) médio (adimensional): 0,080, 0,077, 0,074 e 0,079; Área com fator C < 0,05 (kTc low) (% do total): 50,36, 55,46, 52,99 e 44,86; Área com fator C > 0,05 (kTc high) (% do total): 49,64, 44,54, 47,01 e 55,14. As taxas de erosão simuladas estão de acordo com os valores do fator C médio, que são maiores nos anos 1962 e 2018. Índices mais elevados de ERS (Figura 2) contribuem para a redução da área de contribuição ao escoamento no pixel (fator L), o que causa a diminuição das taxas de erosão e da capacidade de transporte de sedimentos, favorecendo a deposição. Observou-se o aumento progressivo da ERS e a redução progressiva do fator LS de 1962 a 2018, o que deveria promover a redução contínua da produção e do aporte de sedimentos pela bacia hidrográfica. O número de parcelas agrícolas reduziu continuamente ao longo do período analisado, e sua área média aumentou, o que pode evidenciar a ampliação do valor médio do fator L. O aumento da produção de sedimentos em 2018 deve-se, entre outros fatores, ao crescimento das áreas de cultivo de soja e milho em substituição às pastagens e, conseqüentemente, ao aumento do fator C da RUSLE. Porém, houve redução no aporte de sedimentos no exutório da bacia ao menor índice do período analisado. A maior quantidade de sedimentos depositada nas vertentes e fundos de vale, em proporção, deve-se à maior ERS das parcelas, à conseqüente redução do fator LS e ao aumento da área de vegetação natural e de contato com os demais usos agrícolas, dado pela conectividade das parcelas, o que ampliou sua capacidade de retenção e deposição de sedimentos. Essa dinâmica erosiva foi observada a despeito do aumento da área caracterizada pelo kTc alto a 55,14 % da superfície da bacia, ou seja, da ampliação da capacidade de transporte de sedimentos nas vertentes até a rede de drenagem. No ano 1984, as taxas de erosão simuladas diminuíram consideravelmente se comparadas ao ano 1962 devido à ampliação das áreas de pastagem (fator C = 0,007), mas a taxa de aporte de sedimentos simulada foi a maior entre todos os períodos. A fragmentação da paisagem reduziu, com a diminuição do número e o aumento da área média das parcelas, sobretudo porque as áreas de pastagem não são individualizadas em parcelas pelo modelo, havendo conseqüentemente o aumento do fator LS delas. A redução da cobertura florestal contribuiu para a menor retenção de sedimentos em 1984. O perímetro dos limites das áreas florestais foi o menor registrado, denotando menor superfície de contato com outros usos da terra e menor conectividade das parcelas, além de reduzir a ERS nos terços médio e inferior das vertentes e nos fundos de vale, a despeito da maior área de kTc baixo observada (55,46 %). Áreas agrícolas de alta erodibilidade (Figura 3) tiveram taxas de erosão inferiores a 0,5 t.ha<sup>-1</sup> quando ocupadas por pastagens ou florestas. Solos de baixa erodibilidade apresentaram taxas elevadas quando ocupados por cultivos anuais. Os maiores índices de produção de sedimentos foram simulados nos terrenos com declividade superior a 12 % e ocorreram predominantemente nas parcelas ocupadas por culturas anuais. Quanto ao padrão espacial de deposição de sedimentos, destacam-se os fundos de vale após a quebra do declive, as áreas planas em interflúvios e próximas aos divisores de água, de baixas produção e capacidade de transporte de sedimentos, e os limites entre as parcelas agrícolas no sentido do declive, a jusante das linhas divisórias.

Figura 1



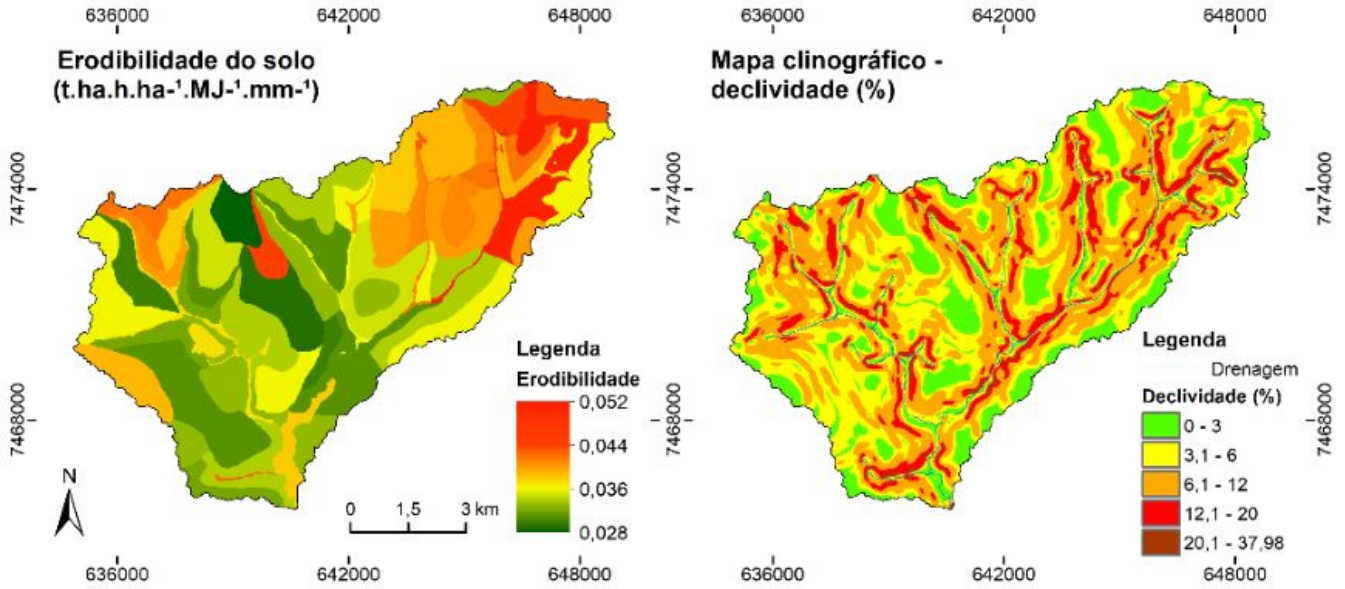
Mapas de uso e cobertura da terra da bacia hidrográfica do Ribeirão São Domingos, de 1962, 1984, 2004 e 2018

Figura 2

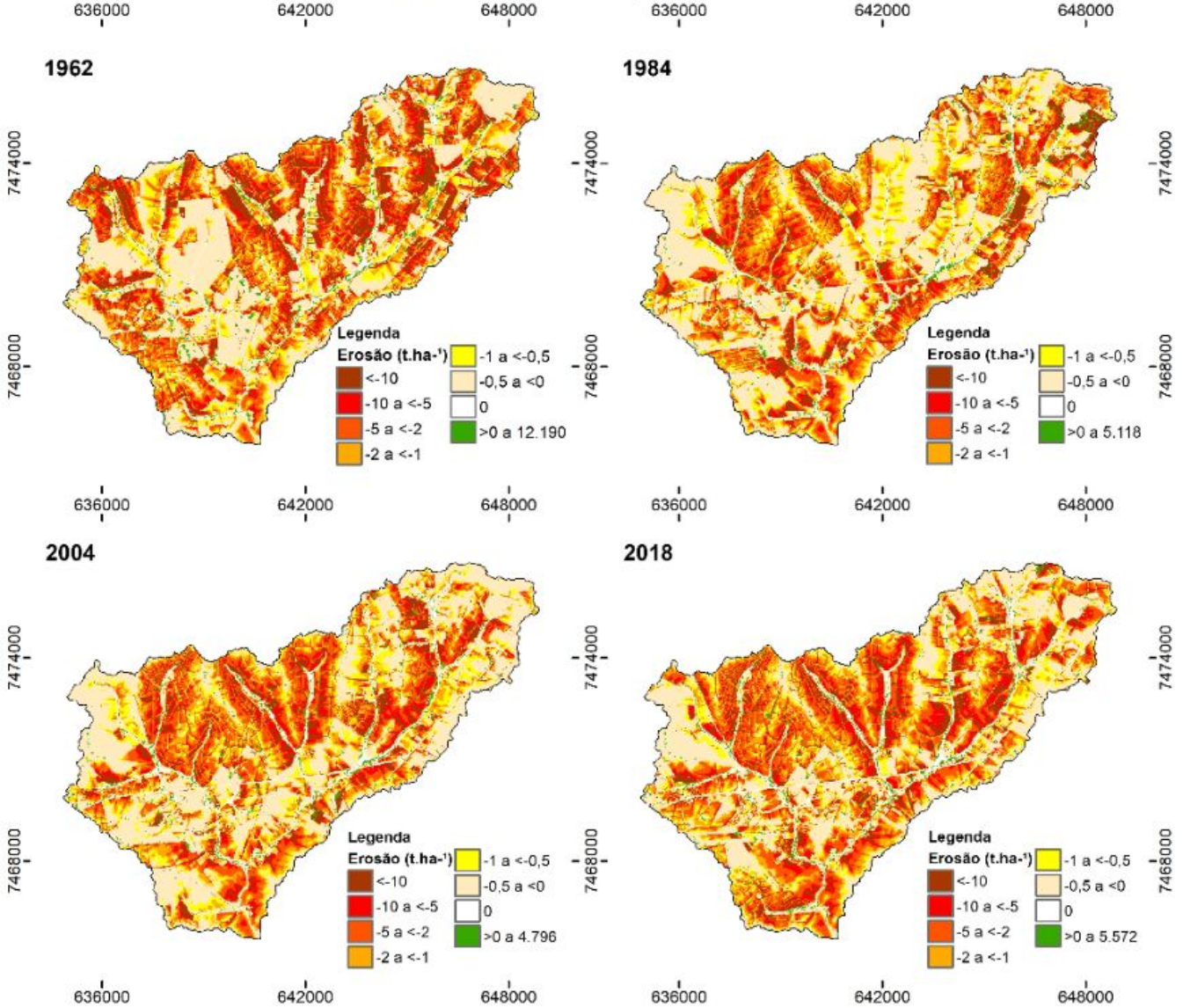


*Mapas de práticas conservacionistas e de eficiência de retenção de sedimentos das parcelas agrícolas (ERS) dos anos 1962, 1984, 2004 e 2018*

*Figura 3*



**Simulações de erosão e deposição de sedimentos - modelo WaTEM/SEDEM**  
**Erosividade da chuva: 324,88 MJ.mm.ha<sup>-1</sup>.h<sup>-1</sup>**



Sistema de Projeção: UTM - fuso 22 Sul - Datum: SIRGAS 2000



*Mapas de erodibilidade do solo, declividade e de simulação de erosão e deposição de sedimentos pelo modelo WaTEM/SEDEM, com  $R = 324,88 \text{ MJ.mm.ha}^{-1}.h^{-1}$*

## **CONSIDERAÇÕES FINAIS**

A modelagem de erosão, deposição e aporte de sedimentos com o modelo WaTEM/SEDEM demonstrou a necessidade da integração dos fatores do meio físico e antrópico da RUSLE e da estrutura e fragmentação da paisagem, que determinam as taxas de erosão e o roteamento dos sedimentos nos compartimentos de relevo, na análise da dinâmica erosiva. As simulações realizadas denotaram a produção de sedimentos condizente com o uso da terra e o manejo do solo, evidenciados pelo fator C médio da RUSLE, com taxas decrescentes na ordem: 1962, 2018, 1984 e 2004. As taxas de aporte de sedimentos no exutório da bacia, entretanto, foram maiores no ano 1984, seguidas dos anos 2004, 1962 e 2018. Ao longo do período histórico analisado houve a consolidação da ocupação agrícola e o crescimento urbano na bacia e a redução da fragmentação da paisagem, com a diminuição do número e aumento da área das parcelas agrícolas. A redução das taxas de erosão e do aporte de sedimentos, entretanto, resultou do avanço das práticas conservacionistas e da recuperação, ainda que insuficiente, da cobertura florestal, que provocaram os aumentos da ERS e da taxa de deposição dos sedimentos nas vertentes e fundos de vale, antes que atingissem os rios. A adaptação do modelo para simulação do processo erosivo na escala de evento de chuva teve êxito, com resultados coerentes com as condições de uso da terra, manejo do solo, estrutura da paisagem e com os condicionantes naturais da erosão. Os resultados inconsistentes derivaram das limitações do modelo e dos dados, como a não segmentação das áreas de pastagem e áreas urbanas, a simulação nem sempre correta das áreas de sedimentação, as dificuldades de obtenção do fator C e de calibração do modelo, a qualidade do modelo digital do terreno, entre outras.

## **AGRADECIMENTOS**

Ao PPG em Geografia da FCT/UNESP - Presidente Prudente; aos Laboratórios de Geoprocessamento e de Geologia e Pedologia da FCTE/UNESP - Ourinhos; e à CAPES/PROPG, convênio PROAP/SICONV, que financiou parte das análises de solo.

## **REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICA**

CARVALHO, N. O. et al. Guia de práticas sedimentométricas. Brasília, DF: ANEEL, 2000. 155p.

CAVALIERI, A. Estimativa da adequação de uso das terras na quadrícula de Moji Mirim (SP) utilizando diferentes métodos. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas. 1998. 112p.

DEMARCHI, J. C. Modelagem das transformações no uso da terra, de processos erosivos e de escoamento superficial na bacia hidrográfica do Ribeirão São Domingos, município de Santa Cruz do Rio Pardo – SP. Tese (Doutorado em Geografia) – Programa de Pós-Graduação em Geografia, Universidade Estadual Paulista, Presidente Prudente. 2019. 536p.

DENARDIN, J. E. Erodibilidade do solo estimada por meio de parâmetros físicos e químicos. Tese (Doutorado em Agronomia) – Programa de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas, Universidade de São Paulo, Piracicaba. 1990. 81p.

DESMET, P. J. J.; GOVERS, G. A GIS procedure for automatically calculating the USLE LS factor on topographically complex landscape units. *Journal of Soil and Water Conservation*, v. 51, n. 5, p. 427-433, 1996.

DIDONÉ, E. J.; MINELLA, J. P. G.; EVRARD, O. Measuring and modelling soil erosion and sediment yields in a large cultivated catchment under no-till of Southern Brazil. *Soil & Tillage Research*, v. 174,

p. 24-33, 2017. DOI: 10.1016/j.still.2017.05.011

DONZELI, P. L. et al. Técnicas de Sensoriamento Remoto aplicadas ao diagnóstico básico para planejamento e monitoramento de Microbacias Hidrográficas. Documentos IAC, n. 29, p. 91-119, 1992.

DURIGON, V. L. et al. NDVI time series for monitoring RUSLE cover management factor in a tropical watershed. *International Journal of Remote Sensing*, v. 35, n. 2, p. 441-453, 2014. DOI: 10.1080/01431161.2013.871081

ESRI Inc. ArcMap (versão 10.3.1). Redlands, Estados Unidos, 2014.

GALDINO, S. Estimativa da perda de terra sob pastagens cultivadas em solos arenosos da bacia hidrográfica do Alto Taquari - MS/MT. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas. 2012. 99p.

GOVERS, G. Rill erosion on arable land in Central Belgium. *Catena*, v. 18, n. 2, p. 133-155, 1991. DOI: 10.1016/0341-8162(91)90013-N

HAIYAN, F.; LIYING, S. Modelling soil erosion and its response to the soil conservation measures in the black soil catchment, Northeastern China. *Soil & Tillage Research*, v. 165, p. 23-33, 2017. DOI: 10.1016/j.still.2016.07.015

HAREGEWEYN, N. et al. Assessing the performance of a spatially distributed soil erosion and sediment delivery model (WATEM/SEDEM) in Northern Ethiopia. *Land Degradation & Development*, v. 24, n. 2, p. 188-204, 2013. DOI: 10.1002/ldr.1121

IPT. Mapa Geológico do Estado de São Paulo. São Paulo: IPT, 1981. Escala 1:500.000.

KONEČNÁ, J. et al. Using WaTEM/SEDEM and HEC-HMS models for the simulation of episodic hydrological and erosion events in a small agricultural catchment. *Soil and Water Research*, v. 15, n. 1, p. 18-29, 2020. DOI: 10.17221/202/2018-SWR

LIU, Y.; FU, B. Assessing sedimentological connectivity using WATEM/SEDEM model in a hilly and gully watershed of the Loess Plateau, China. *Ecological Indicators*, v. 66, p. 259-268, 2016. DOI: 10.1016/j.ecolind.2016.01.055

LOPES, F. et al. Utilização de P-Index em uma bacia hidrográfica através de técnicas de geoprocessamento. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 11, n. 3, p. 312-317, 2007. DOI: 10.1590/S1415-43662007000300011

MIRANDA, M. J. et al. Clima dos municípios paulistas. CEPAGRI/UNICAMP, 2005. <http://www.cpa.unicamp.br/outras-informacoes/clima-dos-municipios-paulistas.html>. Acesso em: 19 de dezembro de 2019.

MORIASI, D. N. et al. Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. *Transactions of the ASABE*, v. 50, n. 3, p. 885-900, 2007. DOI: 10.13031/2013.23153

NOTEBAERT, B. et al. WaTEM / SEDEM version 2006: manual. Leuven: KU Leuven, 2006. Disponível em: <[http://geo.kuleuven.be/geography/modelling/erosion/watemsedem2006/manual\\_watemsedem.pdf](http://geo.kuleuven.be/geography/modelling/erosion/watemsedem2006/manual_watemsedem.pdf)>.

PALHARES, J. C. P. et al. Medição da vazão em rios pelo método do flutuador. 1ª Ed. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2007. 4p. Comunicado Técnico n. 455.

- RENARD, K. G. et al. (Coord.). Predicting soil erosion by water: guide to conservation planning with Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE). 1ª Ed. Washington: US Gov. Print Office, 1997. 384p. Agriculture Handbook n. 703.
- ROSS, J. L. S.; MOROZ, I. C. Mapa Geomorfológico do Estado de São Paulo. São Paulo: FFLCH-USP, 1997. Escala 1:500.000.
- SANTOS, H. G. et al. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. 5ª Ed. Brasília, DF: Embrapa, 2018. 356p.
- SHI, Z. H. et al. Modeling the impacts of integrated small watershed management on soil erosion and sediment delivery: A case study in the Three Gorges Area, China. *Journal of Hydrology*, v. 438-439, p. 156-167, 2012. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2012.03.016
- watem
- SILVA, F. G. B. et al. Predição da perda de solo na Fazenda Canchim – SP (EMBRAPA) utilizando Geoprocessamento e o USLE 2D. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 15, n. 2, p. 141-148, 2010. DOI: 10.1590/S1413-41522010000200006
- TONIN, J. R.; TONIN, J. M. Do Proálcool ao “Próetanol”: novos desafios na produção do etanol brasileiro. *Informe GEPEC*, v. 18, n. 1, p. 61-76, 2014. DOI: 10.48075/igepec.v18i1.7549
- VAN OOST, K. et al. WaTEM/SEDEM (versão 2004). Leuven, Bélgica, 2005.
- VAN OOST, K.; GOVERS, G.; DESMET, P. Evaluating the effects of changes in landscape structure on soil erosion by water and tillage. *Landscape Ecology*, v. 15, n. 3, p. 577-589, 2000. DOI: 10.1023/A:1008198215674
- VAN ROMPAEY, A. et al. Modelling mean annual sediment yield using a distributed approach. *Earth Surface Processes and Landforms*, v. 26, n. 11, p. 1221-1236, 2001. DOI: 10.1002/esp.275
- VERSTRAETEN, G. et al. Evaluating an integrated approach to catchment management to reduce soil loss and sediment pollution through modelling. *Soil Use and Management*, v. 18, n. 4, p. 386-394, 2002. DOI: 10.1079/SUM2002150
- WISCHMEIER, W. H. A Rainfall Erosion Index for a Universal Soil-Loss Equation. *Soil Science Society of America Journal*, v. 23, n. 3, p. 246-249, 1959. DOI: 10.2136/sssaj1959.03615995002300030027x
- ZHIDKIN, A. et al. Soil erosion models verification in a small catchment for different time windows with changing cropland boundary. *Geoderma*, v. 430, artigo 116322, p. 1-11, 2023. DOI: 10.1016/j.geoderma.2022.116322